

Minkens och illerns val av föda i Östra Finland

BIO- OCH MILJÖVETENSKAPLIGA FAKULTETET

BJÖRKELL, NIKO - 2019

| | | | |
|---|--|--|---|
| Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- och miljövetenskapliga fakultetet | | Koulutusohjelma – Utbildningsprogram – Degree Programme Filosofie magister I naturvetenskaper | |
| Tekijä – Författare – Author Niko Matias Björkell | | | |
| Työn nimi – Arbetets titel – Title Minkens och illerns val av föda i Östra Finland | | | |
| Oppiaine/Opintosuunta – Läroämne/Studieinriktning – Subject/Study track Ekologi och evolutionsbiologi | | | |
| Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu | | Aika – Datum – Month and year 05/2019 | Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 48 |
| Tiivistelmä – Referat – Abstract | | | |
| <p>Flera forskningar har påvisat att invandrarter har en påverkan på områdets miljö, på de ursprungliga arterna och den ekologiska balansen i området (t.ex. Simberloff 2010). Den nordamerikanska minken (<i>Neovison vison</i>) har etablerat sig i största delen av Europa på grund av utrymda individer från pälsfarmer och introduktioner av människan. För tillfället är minkens populationsstorlek rätt stor i Finland (Gerell 1972).</p> <p>Den kulturbundna illern (<i>Mustela putorius</i>) tillades i klassen ”sårbar” då man år 2010 värderade de hotade arternas tillstånd i Finland. Illern ansågs vara hotad pga. jakt och fångst, samt tävlan med andra arter och miljöförändringar (Rassi m.fl. 2010). Forskning kring illerns populationstäthet, populationernas tillstånd eller allmänna ekologi har inte bedrivits i Finland eller de andra Nordiska länderna (borträknat Danmark) sedan år 1989. Man har spekulerat att en av orsakerna till illerns tillbakagång är tävlan med andra arter. Speciellt har man misstänkt den invasiva nykomlingen minken (Sidorovich & MacDonald 2001, MacDonald & Harrington 2003).</p> <p>I det här arbetet studeras födoanvändningen av 24 minkar och 32 illrar som fångats i Östra Finland åren 2006-2008. Meningen är att jämföra deras föda och reda ut ifall de tävlar om den. Djurens mag- och tarminnehåll tömdes (per Hammershoj m.fl. 2004) och innehållet identifierades så noggrant som möjligt. Därtill utreddes djurens kön och ålder genom att undersöka strålbenets distala ända och penisbenen (Elder 1951, van Soest och van Bree 1970), samt djurens hälsotillstånd (bl.a. Schulte-Hostedde och Elsasser 2011). En PERMANOVA-variansanalys (<i>adonis</i> på programmet R) gjordes på materialet och utgående från dess resultat gallrades bort djur som hade fångats sent på våren, på sommaren eller tidigt på hösten. På så vis behandlades djur som tagits under de kalla vintermånaderna. Piankas-index (Pianka 1973) för nischöverlappning räknades utgående från frekvensen av förekomsten hos olika födoobjekt (Hammershoj m.fl. 2004). Indexet jämfördes med en nollmodell (eng. ’null model’), som skapades med programpaketet EcoSimR på programmet R (Gotelli m. fl. 2015).</p> <p>Resultaten i undersökningen förblev tvetydigt. PERMANOVA-analysen fann inga skillnader mellan de två arterna, medan Piankas-index för arterna kunde ha uppstått pga. slumpmässig variation. Sempelstorleken var antagligen för liten (Button m.fl. 2013) och heterogen. Minkarnas huvudsakliga föda var fisk, näbbmöss, sork och groddjur, medan illrarna hade förtärt fisk, groddjur och näbbmöss, samt enstaka exemplar av fåglar, dyngbaggar och skogsödlor. Minkarna hade fångats under en god sorkfas (hösten 2008) och deras föda återspeglade det här. Minken livnär sig under vintertid främst just på fisk och små däggdjur (Tolonen 1982). Illrarna hade fångats under digra sorkår (2006-2007), vilket eventuellt återspeglas i deras byten: inga små däggdjur hade tagits under den här perioden, även om illern anses vara specialiserad på att jaga smågnagare (Lodé 1997). Fynden av groddjursrester pekar på att grodor är en viktig del av vinterföda hos finska illrar.</p> | | | |
| Avainsanat – Nyckelord – Keywords Interspecifik tävlan, mink, iller, födoval, magsäcksinnehåll, tarminnehåll, sork, näbbmus, fisk, groddjur | | | |
| Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors FD Paavo Hellstedt, prof. Ulrika Candolin | | | |
| Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Bio- och miljövetenskapliga fakultetet | | | |
| Muuta tietoa – Övriga uppgifter – Additional information | | | |

Innehållsförteckning

| | |
|--|----|
| Introduktion..... | 5 |
| Organismsamhällen, tävlan och ekologiska nischer | 5 |
| Tävlan mellan arter..... | 7 |
| Minken och illern i Finland | 9 |
| Material och metoder | 12 |
| Minkarna och illrarna | 12 |
| Ålder och hälsotillstånd | 13 |
| Magsäcks- och tarminnehållen..... | 14 |
| Däggdjur: ben och hår | 14 |
| Groddjur | 17 |
| Fiskar..... | 18 |
| Övrigt innehåll | 18 |
| Matematisk analys, gallring och organisering av data | 19 |
| Index över överlappning i nischer | 20 |
| Resultat..... | 24 |
| Allmänt | 24 |
| PERMANOVA (<i>adonis</i>) | 27 |
| Nischindex | 28 |
| Diskussion | 30 |
| Matematiska analyser | 30 |
| Födoval hos mink och iller | 33 |
| Sammanfattning och framtida utsikter | 35 |
| Referenser | 37 |

Introduktion

Organismsamhällen, tävlan och ekologiska nischer

Kampen mellan två arter har länge varit ett motiv i mänskliga kulturer (Aristoteles, Ward 1797) och inom ekologi har två arters tävlan om resurser beskrivits och behandlats redan från 1800-talet (Darwin m. fl. 1858). Det är inte helt enkelt att behandla ämnet verbalt och de första försöken i att definiera vad organismer egentligen tävlar om förblev vaga till sin natur (Hardin 1960). Ett mera analytiskt sätt att behandla ämnet kom när matematiska modeller för tävlan framlades i början av 1900-talet av bl.a. Vito Volterra. Volterras modeller byggde på differentialekvationer, med en lineär ökning av en art som använde en viss resurs. Kuriöst nog visade hans modell att två arter, som använder samma abiotiska resurs, inte kan samexistera i all oändlighet. En art kom alltid att dominera och den andra att försvinna (Armstrong och McGehee 1980).

Intuitivt verkar det här helt vettigt. Vi kan tänka oss två arter som är beroende av exakt samma begränsande resurs(er), t.ex. två insektsarter som förökar sig på en viss sorts växt. Resursen är inte obegränsad, utan den tar slut i något skede. De individer som blir utan resursen förlorar sitt förökningstillfälle och dör bort. Vi antar ännu att arterna är likvärdiga i sin tävlan, dvs. alla individer har samma sannolikhet att erövra en växt och föröka sig på den. Den art som i den här situationen förökar sig ens lite mer än den andra, kommer att ha fler avkomma, som i sin tur erövrar slumpmässigt lite fler växter än den andra artens avkomma. På lång sikt blir den ena arten allt vanligare, medan den andra alltmedan förlorar fler och fler förökningstillfällen. Till slut försvinner den andra arten helt. Situationen tippas givetvis till fördel för endera art ifall sannolikheten för att få resurser inte är likvärdig, dvs. den sämre tävlaren har sämre fortplantningsframgång. Som följd försvinner den sämre tävlaren (Darwin m. fl. 1858, Hardin 1960).

Den här principen verkar enkel, men att i praktiken visa dess hållbarhet är inte helt trivialt. Att studera naturliga system är sällan enkelt och härmande av ekosystem i experimentförhållanden är inte alltid tillräckligt exakt. Vi kan plocka två arter som vi tror skulle tävla med varandra, låta dem leva i ett delat rum och se vilkendera överlever. Om någondera överlever, så kan det förstärka

tilliten till principen. Ifall de istället samlever, så kan man egentligen inte förkasta principen, utan bara konstatera att arterna i fråga sen också skiljer sig tillräckligt i sina krav (Hardin 1960).

Hardin (1960) ansåg att lösningen till frågor gällande arters tävlan kan lösas bara inom teoretiska ramverk, dvs. genom filosofiska eller matematiska modeller. Senare utveckling av både teori och forskningspraxis har ändå lyckats göra framsteg i ämnet på andra plan än bara det teoretiska (Chave 2004). Det här har skett genom att man vidareutvecklat konceptet av ekologiska nischer. Från att ha varit beskrivningar på vilka faktorer som påverkar organismer eller vad organismen gör inom artsamhällen, så har man både teoretiskt och i praktiken utvecklat modeller som hjälper en att definiera bättre nischer och att ställa mätbara ramar åt dem (Pianka 1973, Leibold 1995). Senare modeller med fler element, så som tillägget av en biotisk resurs istället för abiotisk, har visat att det ändå är teoretiskt möjligt för fler arter att samexistera på samma resurs (Hardin 1960, Armstrong och McGehee 1980).

Man kan tänka sig att organismer har vissa ramar när det gäller deras överlevnad, dvs. en arts population överlever då en viss minimimängd av olika resurser är tillgängliga. Det här kallas för artens ekologiska nisch. Den ekologiska nischen hos en art kan i teorin vara rätt bred (den potentiella nischen), men i och med tävlan mellan arter kan de inskränkas (den aktualiserade nischen). Den starkare arten kan t.ex. jaga bort den svagare från ett visst område med resurserna A och B, men missgynnas sedan starkt i ett annat område med bara resurs B. Då kunde vi säga att den potentiella nischen för den svagare arten är A-B, men att den aktualiserade nischen blir B (Begon 2005). En skift i nischen kan även leda till evolution. De individer av den svagare arten som använder sig effektivast av den delen av resursspektret som inte överlappar med den starkare arten förökar sig bäst. Det här kan leda till att de karaktärsdrag som hjälper att utnyttja de nya resurserna förstärks. I så fall kan den svagare på sätt och vis fly undan konkurrensen, vilket leder till att tävlingstrycket lättar för bägge arterna (Dayan och Simberloff 1994, Begon 2005, Viranta och Kauhala 2011). Då de potentiellt tävlande arterna har anpassats till att utnyttja olika delar av resursspektret används ofta begreppet nisch partitionering (Dayan och Simberloff 1994).

Nischernas överlappning och uteslutning genom tävlan förblev ett omtvistat ämne, trots ekologernas hårda försök att bevisa den i naturen. Man antog rätt allmänt att de ekologiska nischerna i naturen måste var mycket mångdimensionerade (Krebs 1985) och att undersöka dem krävde mångdimensionerade modeller (Hubbell 2005). I praktiken var man ändå tvungna att undersöka väldigt få nischer i taget (Pianka 1973, Krebs 1985, Luiselli 2006). Forskarna hittade en hel del

tävlan mellan arter, men total uteslutning av arter förblev nästan okänt (Hanski 1998, Hubbell 2005). Genom att observera dels mångartade tropiska samhällen, och dels genom att studera invasiva arter, började en ny idé utvecklas. Vi observerar att arterna utvecklas på ett ställe och vid ett senare tillfälle sprids de till nya levnadsområden (Begon 2005), vilket leder till realisationen att egentligen alla organismsamhällen är slumpmässigt sammansatta helheter. Arterna har alltså inte nödvändigtvis utvecklats länge tillsammans, och de har varken utvecklats att mitigera tävlan med varandra eller utvecklats att utesluta varandra genom tävlan (Janzen 1985). Från observationer som det här byggde Hubbell (2005) sin s.k. "neutrala teori" (eng. *neutral theory*). Det bästa sättet att mäta tävlan inom tropiska växtsamhällen är, enligt honom, att anta att alla arter är funktionellt likvärdiga. De flesta arterna utvecklas att bäst klara sig i de mest allmänt rådande förhållanden, med en minskande del arter som utvecklas att klara sig i mindre allmänna habitat. Myriaden av mikrohabitat som existerar i naturen tillåter en arbiträr mängd arter att utvecklas trots att man skulle tro att de tävlar om samma resurs, t.ex. i växternas fall mängden solljus.

Hubbells neutrala teori har kritiserats i flera fall, men som en allmän teori för uppbyggnaden av makroekologiska samhällen är den förvånansvärt noggrann (Chave 2004). I andra fall fungerar den som en behändig nollhypotes: vi kan testa vårt dataset mot antagandet att allt data kan förklaras av slumpmässiga sammankomster. Om setet inte passar neutrala teorin, så kan vi konstatera att det finns någon typ av tävlan om nischer i det studerade samhället (Rosindell m. fl. 2015). Det här sammanfaller med utvecklingen av "nollmodeller" (eng. *null models*), slumpmässiga modeller mot vilka man kan jämföra det verkliga datat (Connor och Simberloff 1979). Den moderna synen på artsammansättningar i naturen är alltså inte att det hela tiden råder en kamp om vem som utesluter vem (Janzen 1985, Hanski 1998, Hubbell 2005). Både teori och praktik har visat att arter med liknande behov kan gott samexistera (Luiselli 2006, Rosindell m. fl. 2015).

Tävlan mellan arter

I det föregående kapitlet behandlades tävlan om resurser från perspektivet av ett helt organismsamhälle. I det här kapitlet är den mer klassiska synen på tävlan i fokus, nämligen tävlan mellan två liknande arter (Krebs 1985). Tyngden ligger mer på att behandla de praktiska experimenten, som i de allra flesta fall behandlar ett fåtal arter (Lodé 1993), än de teoretiska ramverken. De flesta teoretiska nischmodellerna inkorporerar en hel del resursdimensioner och att handskas med dem i verkligheten blir svårt (Hubbell 2005). Problemen är att i de här modellerna

har alla organismer en nästan oändlig mängd nischdimensioner, som vi inte på något sätt kan utreda. De antar också att alla dimensioner kan mätas lineärt och att mätningen görs bara under ett moment, istället för att mäta en konstant process (Krebs 1985). För att undvika de här problemen brukar man i experiment koncentrera sig på ett eller ett fåtal möjliga roller som organismen har i organismsamhället (Krebs 1985, Hubbell 2005). I fråga om djur behandlar man ofta trofiskt närliggande arter (Hubbell 2005) och undersöker i de flesta fall antingen deras födoval (Lodé 1997) eller deras habitatval (Pianka 1973).

Tävlan brukar delas i två kategorier: inom arten och mellan arter. Den som sker inom arten kallas intraspecifik tävlan (Begon 2005). Det är ju dina artfränder som i första hand behöver samma resurser som du. Organismer har utvecklat vissa sätt att kontrollera den här tävlan, t.ex. de utesluter varandra genom revirbeteende (Lodé 2011) eller genom att de olika könen använder olik föda. Den andra typen av tävlan sker mellan arter och kallas därför interspecifik tävlan (Begon 2005, Leach m.fl. 2015). Interspecifik tävlan karakteriseras av att minst två arter tävlar med varandra med den konsekvensen att överlevnaden och/eller förökningsframgången minskar hos minst en av dem. I ett hårt tävlingsförhållande, där omgivningen hålls oföränderlig, leder det här till att på ett område kan det endast finnas en art. Den andra arten utesluts genom att den dör ut och ny kolonisering förhindras av den första arten (Hardin 1960). Verkligheten ser dock rätt annorlunda ut, vi ser att det finns en hel del arter som lever tillsammans med varandra. Två orsaker bidrar till detta. För det första är omgivningen inte nödvändigtvis konstant tillräckligt länge för att arternas populationsdynamik skulle nå ett stabilt läge (MacArthur 1958). För det andra kan det hända att det inte någonsin fanns tävlan mellan arterna eller så har tävlan av någon orsak minskat (Begon 2005). Bland djur är det t.ex. vanligt att de kan ändra på sitt beteende i närvaro av tävlande arter och på så vis minska på den interspecifika tävlan (Lodén 1993, Brzeziński m.fl. 2010).

De första praktiska experimenten om interspecifik tävlan gjordes av Gause (1932) på två arter jäst. Experimentet blev en klassiker, för det visade hur en art alltid utrotade en annan då de tävlade om samma resurs (Hardin 1960). Mot resultaten stred forskarnas svårighet att hitta några exempel på total uteslutning i naturen (Hanski 1998, Leach m.fl. 2015). Istället började man koncentrerat sig mer på frågan "hur olika måste tävlarna vara för att de ska kunna existera tillsammans" (Krebs 1985). När den här frågan ställs i kontexten av Hubbells (2005) neutrala teori, så kan man börja studera mer de enskilda detaljer där arterna kommer i konflikt, istället för att försöka finna alla nischdimensioner som kanske existerar i det ifrågavarande organismsamhället.

Minken och illern i Finland

I Europa kan man skilja mellan predatorer som i huvudsak är insektätare (ordningarna äkta insektätare, Eulipotypha, och fladdermöss, Chiroptera), samt de egentliga rovdjuren i ordningen Carnivora (Siivonen 1972). I det här pro gradu-arbetet behandlas de medelstora predatorerna i ordningen, i första hand då mårddjuren (familj Mustelidae). Mårddjuren är rätt flexibla rovdjur, vars föda skiftar enligt mängderna av de olika födoämnen som finns tillgängliga (Sutor m.fl. 2010, Kidawa och Kowalczyk 2011). I allmänhet tar de vilket som helst byte av lämplig storlek och som de har tillräcklig erfarenhet av (Gerell 1972). De ursprungliga europeiska mårddjuren är vessla, hermelin, flodiller, iller, mård, utter, grävling och järv (Mela och Kivirikko 1909, Siivonen 1972). Från och med 1920-talet har den amerikanska minken invaderat Europa (Gerell 1972). De två minsta, vesslan (*Mustela nivalis*) och hermelinen (*Mustela erminea*), är rätt utpräglade sorkspecialister. Grävlingen (*Meles meles*) är mer en födogeneralist, medan järven (*Gulo gulo*) är inriktad på stora bytesdjur och kadaver. Mårdens (*Martes martes*) levnadsområde är främst skogar. Den är en väldigt skicklig klättrare och den hittar mest sitt byte i träden. Uttern (*Lutra lutra*) är en präglad fiskätare, den livnär sig främst på djur ur djupare vatten så som fiskar, kräftor och groddjur. Flodillern (*Mustela lutreola*) är också den en akvatisk predator, men inte riktigt lika utpräglad som uttern (Heptner m.fl. 1976, Dayan och Simberloff 1994). I Finland anses flodillern vara utdöd sedan 1970-talet, med en enstaka observation år 1992 (Maran och Henttonen 1995).

I det här arbetet ligger fokuset på två finländska mårddjursarterna, minken (*Neovison vison*, förr *Mustela vison*) och illern (*Mustela putorius*) (se bild 1). De är båda mellanstora mårddjur (0,4-1,5 kg) som livnär sig på ett rätt brett födospektrum. Hos båda arterna påträffas sexuell dimorfism, dvs. hanarna är i medeltal större än honorna. Minken anses vara en invasiv art som tävlar med de ursprungliga mårddjuren, så som flodillern och illern (Maran och Henttonen 1995), även om också samlevnad med dessa arter har dokumenterats (Lodé 1993, Sidorovich m.fl. 1996, Brzeziński m.fl. 2010). Minken är rätt flexibel i sin födoanvändning. Den fångar främst fisk, kräftor och sork (Akande 1972, Day & Linn 1972, Tolonen 1982, Hammershøj m.fl. 2004), men den kan också använda fåglar, groddjur och insekter som reservnäring (Gerell 1972, Day och Linn 1972, Hammershøj m.fl. 2004). Minken har spridit sig till Finland via rymlingar från pälsfarmer och individer som introducerats av människan. De första minkarna förvildades i Finland på 1930-talet (Kauhala 1996), men det var först efter kriget på 50-talet som dess spridning verkligen började. På

1970-talet blev minken så vanlig att den fanns i hela landet och den har sedan dess varit allmän i hela landet (Gerell 1972). Minken har ställvis visat sig vara ett allvarligt hot mot lokala populationer av fåglar (Hammershøj m.fl. 2004) och groddjur (Salo m.fl. 2010), och dess närvaro kan också rubba hela ekosystem (Fey m.fl. 2009).

Även illern är mångsidig i sin födoanvändning, men den anses vara mer beroende av sorkar och groddjur (Sidorovich 1992, DeMarinis m.fl. 1996, Hammershøj m.fl. 2004). Illern spred sig till Finland under slutet av 1800-talet och den var redan då associerad med mänsklig bosättning och agrikulturella landskap (Mela och Kivirikko 1909). Beståndet ökade ända till 1930-talet, då de årliga fångsterna uppsteg till ca 4000 djur om året (Siivonen 1972). Antalet fångade illrar började därefter sjunka och den kraftigaste minskningen i fångstmängderna skedde på 1980-talet. Därefter har fångstmängderna hållits i kring 200-1800 individer per år (Luonnonvarakeskus 2019, opubl. data). Orsakerna till illerns tillbakagång är okända, men man antar att det har att göra med fångst, förlusten av levnadsområden, tävlan med minken och eventuellt den ökade användningen av råttgifter. För tillfället är illerstammen starkast i östra Finland och troligen utdöd eller väldigt svag i de andra delarna. Illern har i Finlands senaste Röda lista bedömts till klassen ”sårbar” just på grund av att populationen avsevärt minskat (Liukko m.fl. 2010). Ordentlig kunskap i området fattas, för nästan ingen forskning gällande illerns ekologi eller populationsstorlek har gjorts i Finland sedan år 1989 (med undantag Lodenius m.fl. 2014). I de övriga nordiska länderna har heller ingen liknande forskning gjorts, förutom en undersökning i Danmark (Hammershøj m.fl. 2004).

Tidigare forskning tyder på att mårddjuren på åtminstone de brittiska öarna skulle påvisa nisch partitionering. De har olika stora hörntänder, vars storlek inte överlappar. För att hörntänderna används till att ta livet av bytet, så antar man att de berättar om en ungefärlig storlek på bytesdjuret. De ursprungliga europeiska arterna är ganska snyggt och jämt fördelade i olika bytesklasser enligt hörntandens storlek, men minken ändrar potentiellt hela systemet. Minkens storlek sätter den nämligen i samma ekologiska utrymme som illern (Dayan och Simberloff 1994).

Ifall minken nu tävlar med illern om föda, och illrarna har skiftat sina födovänor som följd, så kan det också leda till illrarnas förlust. Illern med sitt smalare födospektra klarar sig inte under svårare perioder, medan minken har en hel del olika reservnäringar som den kan utnyttja. På så sätt kan minken tävla ut illern (Sidorovich 1992). För att det finns en risk av att illern lider av minkens närvaro, så är det viktigt att veta om dessa två arters interaktioner i Finland när vi planerar skyddsåtgärder. Meningen i det här arbetet är därför att utreda ifall minkarna och illrarnas

födoanvändning överlappar varandra och utreda bytessammansättningen hos bägge arterna. Det här ger oss eventuellt en klarare bild av en potentiell tävlingssituation mellan arterna.



Bild 1: Forskningsarterna, mink ovan, iller nedan.

Material och metoder

Minkarna och illrarna

Djuren som användes i undersökningen var fångade från östra Finland, från landskapen Södra Karelen, Södra Savolax, Norra Karelen och Kajanaland. Sammanlagt hade jag till mitt förfogande 24 minkar och 32 illrar.

Största delen av minkarna fångades av Paavo Hellstedt och Markku Klemetti under perioden 10.8.–15.12.2008. En mink hade fångats några år tidigare, den 19.12.2006. Fångstområdet innefattade kommunerna Kuhmo, Lieksa och Sotkamo. Könen fördelades så att 13 av individerna var hanar, och resten 11 var honor. Minkarna fångades med saxar som genast dödar bytet. Det här minskar bytets lidande och hindrar förlust av magsäcks- och tarminnehåll. Då man använder fällor som behåller bytet i liv, så hinner bytet ofta tömma tarminnehållet, och i vissa fall också äta något (Day och Linn 1972). Ingen tidigare forskning hade utförts på minkarna förrän den här forskningen.

Illrarnas situation är mer komplicerad. De härstammar från ett äldre projekt (Lodenius m.fl. 2014), där diverse jägare skickat in illrar som blivit sidofångst vid minkjakt. Därför har de fångats under olika år, olika årstider och med olika metoder. Fångsten skedde under åren 2002–2008 och främst under årets kallare månader. Tidigaste bytesdatumet är 24.1. och det senaste 15.12. Vårens sista byte har varit 11.6., medan höstens första byte har tagits 8.9. Sammanlagt 8 individer hade bristfällig information om fångstdatumet. Av dessa var sex sådana att dag och månad fattades, tre sådana där även fångståret var osäkert och ett där all information om fångstdatum saknades. Största delen har fångats med saxar, men åtminstone en hade fångats med fälla som behåller bytet levande.

Illrarna hade fångats i kommunerna Savonlinna, Joensuu, Puumala, Tohmajärvi, Kuhmo, Ruokolahti, Imatra och Nurmes. De hade tidigare använts i forskningssyfte för att bestämma tungmetallmängderna i dem. I forskningen togs delar av muskler och levern för vidare analyser (Lodenius m.fl. 2014). Det här betyder att illrarna har tinats upp åtminstone redan en gång och kadavren hade alltså hunnit ruttna. De var i medeltal i betydligt sämre skick än minkarna.

Ålder och hälsotillstånd

Före preparationen vägdes och mättes djuren, därefter könsbestämdes de så gott det gick. Djuren vägdes bara en gång, med 0,1 grams noggrannhet, för många blödde och det tappade blodet förvrängde vägningens resultat. Mått togs från nospetsen till analöppningen (*snout to vent length*, SVL). Måttet togs två gånger och medeltalet av dem antecknades med 1 millimeters noggrannhet. Ett hälsoindex räknades ut genom att ta en regression av vikten och längden, varefter regressionens residualer kan användas i indexet (Schulte-Hostedde m.fl. 2001).

En annan metod att reda ut hälsotillståndet är att mäta mjältens tyngd och jämföra det med kroppsvikten. En stor mjälte antyder en god hälsa hos djuret. Mjälten har en viktig roll i immunförsvaret och utgör därmed en kostnad, som djuret måste balansera med insatsning på reproduktion. Om djuret är i gott skick kan den också satsa på immunförsvaret och har en stor mjälte. Liten mjälte i jämförelse till djurets vikt är alltså ett tecken på dålig kondition. Mjälten kan också bli stor om djuret är i dålig kondition och den försöker bekämpa sjukdomar genom att dra in på reproduktionen. En stor mjälte i jämförelse med kroppsvikten kan också vara ett dåligt tecken. Mjälten togs ut och vägdes med 0,0001 grams noggrannhet, varefter tiologaritmen togs av den här vikten. Den tiologaritmerade vikten jämfördes sedan med kroppsvikternas residualer för att få ut ett hälsoindex (Schulte-Hostedde och Elsasser 2011).

För att reda ut åldern på djuren samlades penisbenet (baculum el. os penis) och strålbenet (radius) in. Alla ben kokades i tygpåsar, varefter de rengjordes med pincetter och tandborste. Penisbenen vägdes och ett ögonmått togs av den proximala ändan. En tjock och välutvecklad proximal ända togs som ett tecken på högre ålder (Elder 1951, van Soest och van Bree 1970, Miyagi m.fl. 1983).

Strålbenens distala ända undersöktes även med ögonmått. Hos minkar var ändan grövre och hade en tillväxtzon hos unga djur. Strävheten i ändan var inte tillräckligt tydligt för att det skulle ha kunnats användas som ett mått hos dem. Illrarna var helt annorlunda. Unga individer verkade ha tunnare och strävar distal ända på strålbenet än de äldre individerna (van Soest och van Bree 1970, Kauhala pers. komm.).

Magsäcks- och tarminnehållen

Djuren preparerades så att deras magsäcks- och tarminnehåll togs i förvar. Tarmarna behandlades som en helhet för att speciellt hos de förruttnade illrarna var det omöjligt att skilja mellan tunn- och tjocktarm. Innehållen i magen och tarmarna sköljdes och silades först genom en 1 mm sil och därefter en 0,1 mm sil. Det här avlägsnade djurens egna slem och andra mjuka delar från samplen. Överloppsvatten pressades ut ur samplen, varefter deras våtvikt mättes med 0,01 grams noggrannhet. Samplen torkades därefter i en växttork (Hyötykasvikuivuri Orakas, typ 5511, Marlemi OY) i 50 grader Celsius i ca 24 timmar. Efter torkningen vägdes de igen med 0,01 grams noggrannhet. Samplen förvaras torrt i Minigrip-påsar eller Eppendorf-rör (Akanke 1972, Tolonen 1982). Identifiering av de olika föddjuren pågick hela tiden. En del av samplen var tillräckligt hela för att identifieras, t.ex. en enskild skogsödlas, men i allmänhet var materialet rätt söndermalt och krävde noggrannare undersökning.

Däggdjur, ben och hår

Däggdjuren identifierades främst på ben från extremiteterna och huvudet, samt på hårsampel. Deras hår preparerades och studerades under ljusmikroskop ifall inga diagnostiska ben hittades (Teerink 1991). Benen identifierades med hjälp av bestämningsnyckel i Siivonen och Sulkava (1994). Små gnagare kunde identifieras som sorkar med hjälp av tänder (se bild 2), skallens ben och benen i extremiteterna. Ett skallfragment kunde identifieras till släktet skogssork (Myodes). Näbbmöss kunde kännas igen på skallens ben, främst då deras tänder. Näbbmössens tänder är nålvassa insäktätartänder med rödbruna toppar (se bild 2). Skillnader finns i bl.a. mängden rött på tänderna och tändernas storlek i jämförelse med varandra (Siivonen och Sulkava 1994). I två fall kunde de



Bild 2: Tv. näbbmus underkäke, th. sorktand

identifieras till arten, en lappnäbbmus (*Sorex caecutiens*) och en vattennäbbmus (*Neomys fodiens*). Identifierbara ben var rätt få, så en stor del av igenkänningen gick ut på att analysera hår.

Preparation och studier under ljusmikroskop av djurens hår användes då det inte fanns igenkännbara ben i samplet. Som guide användes Teerinks (1991) instruktioner, med små ändringar pga. skillnader i materialets tillgänglighet och användbarhet. En liten mängd hår togs från de preparerade innehållen och rengjordes i dietyleter. Därefter överfördes hårsamplen på skilda objektglas där de fick torka i ca 12 timmar. Ett täckglas fästes från hörnen på objektglaset med Entellan, varefter de studerades under ljusmikroskop (Olympus CX21, förstoring 4x/10x/40x).

Jämförelsematerial togs från säkert igenkända individer av sork och näbbmus, samt mink, iller och människa. Sorkhår tillhörande åkersorksläktet (*Clethrionomys sp.*) togs från ett svansfragment bland det preparerade innehållet, medan näbbmushår påträffades i samband med säkra skallfragment från en näbbmus (se ovan). Mink-, iller- och människohår insamlades för att inte blanda dem med verkliga bytesdjur. På grund av brist på tillförlitliga källor identifierades hårsamplen på högre nivå, dvs. de indelades i sork-, näbbmus- och mårddjurshår. I fall av mårddjurshår kan man anta följande: ifall det finns lite mårddjurshår och inga hårda rester, så tillhör håren djuret själv. De har i så fall troligen svalt håren då de rengjort sin päls (Day och Linn 1972).

Då man identifierar däggdjurshår beaktar man flera detaljer. Redan den allmänna formen på håret kan ge tillräckligt med information för en säker gruppbestämning. Till exempel näbbmöss har i sitt hår ställen där håret blir något tunnare och börjar gå i en siksak-figur. För att försäkra identifieringen studerar man hårfjällens form i det yttersta lagret (kutikulan) och formen på hårets innersta lager (medullan). Håren som valdes till granskning hör till de yttersta täckhåren på djuren, för underhåren har få karaktärer som hjälper skilja åt taxa. De yttersta täckhåren tecknas som GH0-GH2, medan underhår tecknas som UH. GH0 är det rakaste, strävaste och fåtaligaste av täckhåren, medan GH2 är mest böjt och vanligaste av dem. I den här forskningen koncentrerades på håren av typerna GH1 och GH2, för de var de överlägset allmännaste håren i samplen. Från varje hår granskades fyra ställen: hårroten (proximal ända av håret), två ställen ungefär i mitten av håret och hårtoppen (distal ända av håret). På alla ställen granskades hårfjällens form, riktning och distans

från varandra, samt bredden på medullan och strukturen av den (Teerink 1991). Nedan är en sammanfattning av de viktigaste skillnaderna mellan de olika däggdjursgrupperna. Sammanfattningen baserar sig på Teerink (1991) samt på de egna observationerna.

Mårddjurshårens fjäll är nära hårroten trekantigt avlånga med rundade ändor. Fjällen ligger rätt symmetriskt och bildar något som liknar taktegel på ett hus. Då man går mot hårtoppen blir fjällen plattare, smalare och trubbigare. I hårtoppen är de närmast långsmalt rektangulära och deras kanter bildar ganska reguljära linjer. Vågigheten i de här linjerna ökar dock kraftigt mot hårtoppen. Medullan bildar mörka, väldigt irreguljära, närliggande band. Banden består av ojämnt ovala mörka kroppar, som på de flesta ställen smälter ihop till större helheter, där de enskilda kropparna knappt kan skiljas. Nära hårroten kan de här kropparna avsmalna så att de bildar mer reguljära fyrkantiga strukturer.

Näbbmössens hår är rätt kännpaka redan på det att GH2-håren har kraftigt avsmalnande ställen där håret gör en kraftig böjning. Fjällens konturer nära hårroten syns svagt, men de bildar taggar, som tydligt syns från sidan. Lite högre upp syns fjällen, som liknar mårddjurens trekantiga och avlånga fjäll. Till skillnad från mårddjuren bildar de inte en snygg taktegelfigur, utan håret är så smalt att fjällen ligger närmast i en linje. I mitten av håren tillplattas fjällen, för att sedan övergå i hårtoppen till starkt avlånga rektangulära fjäll. Fjällens kanter i hårtoppen bildar snygga, raka och symmetriska linjer. Medullan syns nära hårroten som en tydlig struktur av enskilda mörka rektangulära kroppar. Kropparna smalnar och avrundas starkt mot hårtoppen, men de behåller en symmetrisk struktur. De enskilda kropparna syns tydligt och kan likna ett pärlhalsband nära hårtoppen.

Håren på sorkar är också taggiga nära hårroten, men deras fjäll är bredare och har en asymmetrisk form. Närmast påminner de rektanglar med en eller flera djupa hack i sig. Mot mitten tillplattas de och fjällens kanter börjar istället bilda mer reguljära linjer. De här linjerna påminner om både mårddjurs och näbbmössens dito. Skillnaden till mårddjuren ligger i att linjerna är mer symmetriska och bildar inte lika råddiga strukturer. I jämförelse med näbbmöss är linjerna mer osymmetriskt vågformiga. Medullan består i hårets båda ändor av tydliga enskilda kroppar. I hårroten är de mer rektangulära medan i hårtoppen närmast ovala eller oformligt runda. I mitten liknar medullan något

mårddjurens, men den är mycket mer symmetrisk. De rektangulära kropparna bildar ett tättsittande regulärt mosaikmönster, istället för mårddjurens väldigt osymmetriska och råddiga mönster.

Groddjur

För att känna igen groddjur samlades ett jämförelsematerial från vertebratsamlingen på Naturhistoriska centralmuséet i Helsingfors. Som jämförelsematerial användes skeletten från en padda (*Bufo bufo*) och en vanlig groda (*Rana temporaria*). Inget jämförelsematerial fanns för salamanderdjur (mindre el. större vattensalamander *Lissotriton vulgaris*/*Triturus cristatus*), men ben som skulle likna dem återfanns å andra sidan inte heller i själva innehållen. Groddjur känner man igen främst på benen, för de har säregna ihåliga ben. Speciellt de långa och stora benen i extremiteterna är lätta att hitta. De liknar fågelben, som också är ihåliga, men till skillnad från dem bryts groddjursben i allmänhet slätt av (se bild 3 & 4). Fågelben bildar i de flesta fallen ojämnligheter vid frakturerna (Pietiäinen pers. komm.). Benen som användes i den här forskningen var lårben (os femoris), sammangjutet sken- och vadben (tibiofibula), överarmsben (humerus), sammangjutet armbågs- och strålben (radio-ulna) samt finger- och tåben. En del av de här benen bildar typiska rester efter att de gått igenom matsmältningsprocessen, så som ”hagelbössa”. Det är två stora ben, t.ex. tibiofibula eller radio-ulna, som slätt bryts av och bildar två rör, som liknar dubbelpipan på en hagelbössa (se bild 3).



Bild 3: Grodben, från vänster till höger: höftben(?), del av ”hagelbössa” (tibiofibula/radio-ulna), ben från extremiteterna.



Bild 4: Grodben, tv. ryggkota, övriga ben från extremiteterna.

Fiskar

Fiskarna kändes igen på fjällen, hörselstenar (otoliter) samt övriga ben. För att artbestämma fiskarna borde åtminstone otoliter analyseras, och i fall av karpfiskar behövs också gälbågens tänder. De här delarna förvaras väldigt dåligt i magsäcks- och tarminnehåll, då rovdjuren inte nödvändigtvis äter just de delarna eller så förstörs de i matkanalens syrliga förhållanden. Som referensmaterial användes Pinder (2001) samt Raitaniemi m. fl. (2000). Fiskmaterialet kunde grovt delas in i abborrfiskar, så som abborre, gös och gers, samt övriga fiskar. Abborrfiskar känns igen på att de har kammfjäll, medan övriga arter har rundade fjäll. Storleken på fisken kunde grovt uppskattas av fjällstorleken. På basis av det här indelades fiskarna i mindre än 20 cm långa individer och längre än 20 cm långa individer.

Övrigt innehåll

Resten av samplen utgjordes av fåtaliga födoämnen, som det inte lönade sig att känna igen väldigt noggrant. Fågelrester, i form av fjädrar och äggskal, återfanns i bara tre individer och alla delar tillhörde någon större fågel (Lehikoinen pers. kom.). Därtill hittades delar av en skogsödlå (*Zootoca vivipara*) och delar av skalbaggar (troligen bladhorningar, Scarabaeidae). De övriga samplen utgjorde små mängder av okänt material så som rent kött eller växtmaterial. Det är möjligt att köttet har använts i fällorna som djuren fångades i och är således inte något de vanligen skulle äta.

Växtresterna är antingen tillfälliga födotillskott eller så har de kommit vid sidan om då djuren svält något annat byte.

Matematisk analys, gallring och organisering av data

Det insamlade datat består av två arter med en mängd olika variabler, som alla potentiellt kan inverka näringsanvändningen. För att jämföra grupper sinsemellan utvecklades olika typer av variansanalyser (eng. *Analysis of variance* el. ANOVA) (Warne 2014). De här metoderna avslöjar skillnader mellan grupper genom att räkna ut medeltal för grupperna, som därefter jämförs med hela samplets medeltal. Problemet med de här metoderna är antaganden för datat, vilka sällan uppfylls i ekologisk forskning, nämligen att variablerna är oberoende av varandra, residualerna är normalfördelade, samt att alla variabler har samma varians (homoskedasticitet) (Anderson 2001b). Det insamlade datat i den här forskningen uppfyller inte kraven för en ANOVA.

För att handskas med oberoende och beroende variabler i datat har man utvecklat andra metoder, som går under benämningen MANOVA (eng. *multivariate analysis of variance*) (Anderson 2001a). För att förklara skillnaderna är det kanske lättast att tänka sig de olika metoderna mer grafiskt. I ANOVA kan man använda sig av F-test då man letar efter skillnader mellan grupper. F-testet ger ett värde, F, som kan jämföras med samplets distribution t.ex. en normalfördelning. Ifall det uträknade F infaller på ett område av väldigt extrema värden för distributionen, så finns det skillnader mellan grupperna och nollhypotesen förkastas (Warne 2014).

Där värden för behållandet eller förkastandet av nollhypotesen i ANOVA ligger egentligen på en axel eller är endimensionellt, så kan vi tänka oss MANOVA på ett två-dimensionellt plan. Området för värden då vi behåller nollhypotesen utgör ett fält som omringas av området med värden för förkastandet av nollhypotesen. Istället för att uttrycka den observerade statistiken som en punkt, så som i ANOVA, tänker vi oss den som en vektor. Den här vektorn har en startpunkt och en slutpunkt som bestämmer om vi behåller nollhypotesen. Då vektorn slutar utanför nollhypotesfältet, så kan vi förkasta nollhypotesen (Warne 2014).

MANOVA:n räknar alltså ut vektorer åt datat och jämför det mot något. Datat i den här forskningen faller inte in på någon känd fördelning, så istället kan man bygga en egen modellfördelning utgående från det tillgängliga datat. Ett lämpligt program för uträkningen är programmet adonis i programpaketet vegan i programmeringsprogrammet R. adonis, även känd som icke-parametrisk MANOVA eller PERMANOVA (Anderson 2001a), lämpar sig bra för dataset med små sampelstorlekar (Oksanen 2012). Som variabler användes art, datum och år, samt djurens ålder, kön och hälsotillstånd. De olika variablerna matas in i tur och ordning, varefter adonis skapar 999 permutationer och utför uträkningen av F-test. I första omgången visade sig endast datumet ha ett p-värde på <0.05 . För att utesluta datumets påverkan i simuleringen med EcoSimR (se nedan) gallrades de extrema datumen ut ur materialet förrän de kördes en andra omgång i adonis.

Index över överlappning i nischer

Eric Pianka (1973) utvecklade matematiska modeller för att mäta hur mycket överlappning av nicher det fanns i ett antal ödlepopulationer i olika ökenområden i världen. Han utgick från Simpsons index för diversitet (Simpson 1949), som senare modifierats av MacArthur (1972). Slutresultatet är en modell, som räknar ett värde för varje par av överlappande nisch, adderar dem ihop och ger ett estimat för nischöverlappning för hela systemet. Med ett system kan i det här fallet menas allt från delpopulationer till större helheter, så som alla populationer inom ett visst geografiskt område. I Piankas fall klumpade han samman ödlepopulationer i öknar i Nord Amerika, Australien och Afrika, så att han kunde jämföra de olika kontinenternas ödlesammansättningar med varandra (Pianka 1973).

Den här modellen ger alltså ett tal, som beskriver den allmänna överlappningen av nischer inom den undersökta gruppen. Det här talet kan sedan jämföras med andra grupper och man får en överblick av intensiteten av tävlan mellan arterna mellan de olika grupperna (Pianka 1973). För den här forskningen räknades Piankas nummer på följande sätt:

1. De olika näringsämnena delades i kategorierna däggdjur, groda, fisk och annat (Lodé 2000).
2. En frekvens av förekomsten (eng. *frequency of occurrence*) för de olika födoobjekten gjordes enligt Hammershøj m.fl. (2004). Varje födokategori per art delades med sammanlagda mängden av alla födoobjekt.
3. I nämnaren multiplicerades de här frekvenserna av förekomsten per kategori parvis för båda arterna och därefter adderades deras summor samman.
4. Täljaren består av frekvensernas kvadrater som summeras ihop och därefter tas kvadratroten av summan. Det här görs skilt åt båda arterna.
5. För att räkna ut den gemensamma överlappningen räknas täljaren om så att frekvensernas kvadrater summeras ihop och multipliceras mellan arterna. Därefter tas kvadratroten av summan.

Piankas-index ger oss siffror för iller, mink och båda arterna tillsammans. Båda arters enskilda siffror visar i praktiken hur mycket av bytet de delar med den andra arten, den med högre siffran delar mer av sitt byte med den andra än vice versa (Périquet m. fl. 2015). Om siffran skulle vara samma betyder det att

För att mäta hur födoanvändning jämför sig med varandra användes Levins-index. Indexet ger ett mått på hur specialiserad en art är i jämförelse till andra arter. Arter med lägre index är i princip mer specialiserade än de med högre (Smith 1982).

I ett idealfall har man flera system som man studerar (Pianka 1973), t.ex. i det här fallet minkar och illrar från lokaler från ett antal olika länder (Lodé 1997). Det är svårt i det här fallet att utesluta att indexvärden har uppkommit genom en rent slumpmässig sammanfallning av de resurser som individerna ätit (se Connor och Simberloff 1979). Lösningen är att simulera ett större antal system från det data som finns och använda det simulerade datat som nollhypotes. Nollhypotesen är att de undersökta nischernas överlappning beror på slumpen. De simulerade värden är slumpmässiga resultat man kan få från ett dataset och de bildar en s.k. nollmodell som man kan jämföra sitt data

(Connor och Simberloff 1979). Ifall det verkliga numret faller utanför 95%-marginalen på det normalfördelade simulerade datat, så har man goda grunder att anta att skillnaden mellan arterna är verklig (Gotelli och Ellis 2013).

För simulationen användes programpaketet EcoSimR på programmeringsprogrammet R. EcoSimR testar överlappning i resursanvändning hos samlevande arter genom att använda ett antal oordnade diskreta resurskategorier. Programmet analyserar bland alla unika artpar om medeltalet av nischöverlappningen är mer eller mindre än vad som skulle förväntas ifall arterna använder resurskategorierna oberoende av varandra (Gotelli m. fl. 2015).

EcoSimR erbjuder två modeller, Piankas index och Czechanowskis index, för att räkna ut överlappningen i nischdatat. I praktiken är de båda väldigt nära varandra och ger egentligen samma svar. De båda jämför arterna parvis och de är symmetriska, dvs. art 1 jämförs med art 2, samt överlappning mellan art 1 och art 2 är samma som överlappningen mellan art 2 och art 1. Skillnaden i indexen ligger främst i att Czechanowskis index kan räknas ut snabbare och är därmed bättre lämpad för stora datamängder eller ifall simulationen av någon annan orsak är långsam (Gotelli 2000).

För att behandla datat överförs informationen i en datamatrix. Arterna utgör raderna och de olika resursalternativen ställs i kolumner. I den här forskningen utgör två arter raderna (mink och iller), medan kolumnerna utgörs av födoämnen Groddjur, Fiskar, Däggdjur och Annat.

För att skapa slumpmässigt simulerade system för nollhypotesen erbjuder programmet fyra alternativ för hur data kan behandlas. I programmet markeras de med RA1-RA4 (eng. *randomization algorithms*). De olika alternativen påverkar hur programmet behandlar nischbredden och nollor i datat. Nischbredden i det simulerade datat kan antingen behållas eller ersättas med tal mellan noll och ett. I det förstnämnda fallet skapas slumpmässig data genom att programmet omorganiserar radvis informationen om nischanvändningen inom arten. Det här förvarar specialiseringsgraden av resurser inom arterna, även om den annars skapar slumpmässiga artsamhällen. Det andra alternativet placerar i alla celler en slumpmässig siffra mellan 0-1, alltså de simulerade artsamhällena kommer att ha en bredare nisch. Nischerna i det simulerade datat kommer i så fall att överlappa mer än i det verkliga datat (Gotelli 2000).

Det andra man bör ta ställning till är om simulationerna behåller eller omorganiserar nollor i datat. Det händer rätt ofta att man inte observerar en art använda en viss resurs, vilket betyder att datamatriken har nollor i sig. Om programmet behåller nollorna på sin plats, betyder det att arterna i de simulerade artsamhällena inte heller har tillgång till just de resurser. I annat fall omorganiseras nollorna på samma slumpmässiga sätt som övriga siffror. Man har orsak till att behålla nollorna om man tror att det finns någon faktor utanför artsamhället som begränsar arter att använda alla tillgängliga resurser (Gotelli 2000).

I simuleringarna med forskningsdatat användes ett gallrat dataset: endast minkar och illrar som hade födoämnen i sig och som fångats under perioden 24.9.– 11.3. räknades med. Ingen föda är inte en resurs, så man kan anta att de här arterna inte tävlar om det. Individer som fångats utanför den ovannämnda perioden var ganska få och deras födoämnen kan skiljas mer på grund av en ändring i årstiden än en verklig tävlingssituation (se ovan 'Gallring och organisering av data'). I det här datat vill vi behålla nischbredden och omorganisera nollor slumpmässigt. Datamatsrisen är inte stor, så det finns ingen fara för att simuleringen blir långsam. Simulationerna utfördes då med Piankas index med inställningen RA3, vilket också är en av de rekommenderade inställningarna (Winemiller och Pianka 1990). Programmet körde 1000 simulationer varefter programmet jämförde originaldatat med simulationerna.

Resultat

Allmänt

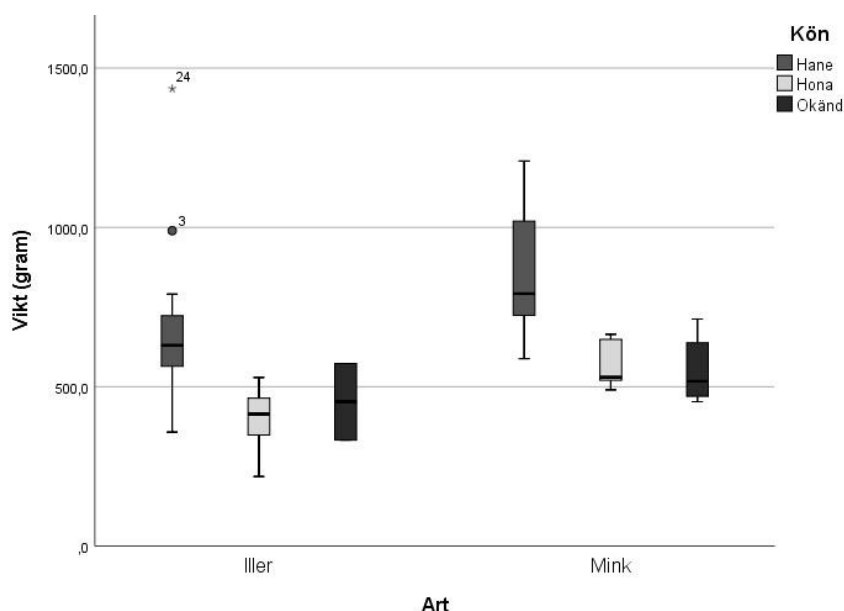
Nedan är en tabell (tabell 1) på alla undersökta individer med information om kön, fångstadium, fångstplats, vikt, längd, uppskattad ålder samt uppfunna födoämnen. I de matematiska analyserna har en del av individerna lämnats utanför ifall de påvisat onormala värden, t.ex. opålitliga fångstdatum (se Material och metoder: Matematisk analys av data).

Av de öppnade 32 illrar hade åtta inget magsäcks- eller tarminnehåll (25%), åtta hade groddjursdelar, nio hade någon fisk i sig, tre hade växtdelar, två hade ätit dygnbagg, två hade ätit näbbmöss, två hade fjädrar av stora vattenfåglar i sig, en hade en skogsödla och en hade rester av okänt kött i sig. Åtta illrar hade ätit en födoobjekt, tre hade ätit två objekt och en hade ätit tre. Sammanlagt 20 illrar var under ett år gamla och resten 12 var över ett år. Könsfördelningen var följande: 16 hanar, 14 honor och 2 av okänt kön.

Av de 24 öppnade minkarna hade fyra inget magsäcks- eller tarminnehåll (16,7%), fyra hade ätit groddjur, nio hade ätit fisk, tre hade växtdelar i sig, två hade delar av okänd leddjur, sju hade ätit näbbmöss, fem hade sork i sig och en hade äggskal. Nio minkar hade ätit ett födoobjekt, åtta hade ätit två, en hade ätit tre och en fyra objekt. Av minkarna var 13 under ett år gamla, 10 var över ett år och en kunde inte åldersbestämmas.

Könsfördelningen var följande: 13 hanar, 4 honor och 7 av okänt kön.

I figur 1 (t.h.) syns viktfordelningen mellan arterna och könen.



| Art | Kön | Fångstdatum | Fångstplats | Vikt (g) | Längd (mm) | Ålder (år) | Födoämnen |
|-------|-----|----------------------|---------------------------|----------|------------|------------|--|
| Iller | M | 24.9.06 | Nyslott, Södra Savolax | 790,9 | 365 | <1 | Växtdelar |
| Iller | F | 24.9.06 | Nyslott, Södra Savolax | 383,1 | 298 | <1 | Tom |
| Iller | M | 9.4.07 | Joensuu, Norra Karelen | 989,6 | 380 | >1 | Groddjur |
| Iller | F | 10.11.07 | Nyslott, Södra Savolax | 525,9 | 318 | >1 | Tom |
| Iller | M | 15.12.07 | Nyslott, Södra Savolax | 611,4 | 380 | >1 | Groddjur |
| Iller | F | 3.2.08 | Nyslott, Södra Savolax | 464 | 341 | >1 | Abborfisk, karpfisk |
| Iller | F | 28.3.08 | Puumala, Södra Savolax | 376,4 | 360 | >1 | Groddjur, dyngbagge |
| Iller | M | 8.12.06 | Joensuu, Norra Karelen | 677,8 | 410 | >1 | Groddjur |
| Iller | F | 30.1.07 | Sotkamo, Kajanaland | 348,2 | 345 | <1 | Karpfisk, groddjur |
| Iller | F | 30.1.07 | Sotkamo, Kajanaland | 309,3 | 335 | >1 | Karpfisk? |
| Iller | M | 22.10.2006 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 633,4 | 325 | <1 | Stor vattenfågel |
| Iller | F | 6.11.06 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 448,2 | 335 | <1 | Tom |
| Iller | M | 6.11.06 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 357,4 | 352 | <1 | Tom |
| Iller | M | 19.11.06 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 627,2 | 385 | <1 | Karpfisk |
| Iller | F | 19.11.06 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 528,8 | 350 | >1 | Växtdelar |
| Iller | F | 15.11.06 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 218,4 | 354 | >1 | Tom |
| Iller | F | 24.11.06 | Tohmajärvi, Norra Karelen | 451,2 | 343 | >1 | Tom |
| Iller | M | 17.9.08 | Kuhmo, Kajanaland | 570 | 340 | <1 | Vattennäbbmus, skogsödla, skalbagge |
| Iller | M | 2002-2005 | Nyslott, Södra Savolax | 705,8 | 370 | <1 | Okänd fisk |
| Iller | F | 27.12.06 | Ruokolahti, Södra Karelen | 393,5 | 327 | >1 | Tom |
| Iller | F | 27.12.06 | Ruokolahti, Södra Karelen | 509,7 | 340 | >1 | Okänd kött |
| Iller | F | 24.2.07 | Puumala, Södra Savolax | 435 | 289 | <1 | Okänd fisk |
| Iller | M | 11.3.07 | Puumala, Södra Savolax | 681,3 | 350 | <1 | Groddjur |
| Iller | M | 2003 | Imatra, Södra Karelen | 1435,5 | 430 | >1 | Abborfisk |
| Iller | M | 2002-2005 | Nyslott, Södra Savolax | 618,1 | 378 | <1 | Groddjur |
| Iller | F | 2003 | Nyslott, Södra Savolax | 342,7 | 317 | <1 | Näbbmusart |
| Iller | M | 2007 | Nurmes, Norra Karelen | 558,5 | 323 | <1 | Abborfisk, växtdelar |
| Iller | F | 6.11.06 | Nyslott, Södra Savolax | 352,2 | 315 | <1 | Groda |
| Iller | M | 24.1.07 | Nyslott, Södra Savolax | 739,9 | 370 | <1 | Okänd fisk |
| Iller | NA | 2007 | Nurmes, Norra Karelen | 332,4 | 325 | <1 | Tom |
| Iller | M | 2007 | Nurmes, Norra Karelen | 412,5 | 350 | <1 | Växtdelar |
| Iller | NA | 2007 | Nurmes, Norra Karelen | 573,1 | 335 | <1 | Abborfisk |
| Iller | M | 8.9.06 | Nyslott, Södra Savolax | 549 | 330 | <1 | Abborfisk, karpfisk?, stor vattenfågel |
| Mink | M | 5.11.- 15.12.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 631,2 | 370 | >1 | Tom |

| | | | | | | | |
|------|----|----------------------|-----------------------|--------|-----|----|--|
| Mink | F | 5.11.- 15.12.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 490,1 | 321 | >1 | Groddjur, växtdelar |
| Mink | M | 10.8.08 | Kuhmo, Kajanaland | 587,8 | 342 | <1 | Tom |
| Mink | M | 19.9.- 30.09.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 863,5 | 378 | <1 | Okänd fisk |
| Mink | NA | 18.9.-29.9.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 453 | 314 | <1 | Groddjur, okänd leddjur |
| Mink | NA | 22.10.- 6.11.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 637,7 | 359 | >1 | Lappnäbbmus |
| Mink | NA | 30.9.- 22.10.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 712,4 | 357 | NA | Näbbmusart, karpfisk |
| Mink | M | 30.9.- 22.10.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 880,3 | 387 | <1 | Lappnäbbmus, sorkart, okänd fisk, insektdelar |
| Mink | M | 19.9.- 30.09.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 780,1 | 390 | <1 | Sorkart, näbbmusart, groddjur |
| Mink | NA | 29.9.- 22.10.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 512,1 | 340 | <1 | Näbbmusart |
| Mink | NA | 18.9.-29.9.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 522,7 | 335 | >1 | Tom |
| Mink | NA | 20.9.-30.9.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 469,7 | 330 | <1 | Karpfisk?, okänd leddjur |
| Mink | M | 23.10.- 6.11.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 792,1 | 378 | <1 | Karpfisk? |
| Mink | M | 30.9.- 23.10.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 1208,4 | 416 | <1 | Näbbmusart, karpfisk? |
| Mink | M | 20.9.-29.9.2008 | Lieksa, Norra Karelen | 1019,5 | 422 | <1 | Växtdelar |
| Mink | F | 20.9.-29.9.2008 | Kuhmo, Kajanaland | 664,3 | 348 | >1 | Näbbmusart, okänd fiskart |
| Mink | M | 26.11.08 | Kuhmo, Kajanaland | 1133,2 | 420 | >1 | Tom |
| Mink | M | 12.11.08 | Kuhmo, Kajanaland | 724 | 368 | <1 | Äggskal |
| Mink | M | 5.11.08 | Kuhmo, Kajanaland | 706,5 | 403 | <1 | Groddjur, karpfisk? |
| Mink | M | 19.12.06 | Sotkamo, Kajanaland | 776,7 | 395 | >1 | Sorkart |
| Mink | F | 29.10.2008 | Kuhmo, Kajanaland | 648,3 | 378 | >1 | Karpfisk?, växtdelar |
| Mink | F | 29.10.2008 | Kuhmo, Kajanaland | 520,3 | 350 | >1 | Skogssorkart |
| Mink | M | 30.9.2008 | Kuhmo, Kajanaland | 1117,6 | 433 | <1 | Sorkart |
| Mink | F | 22.10.2008 | Kuhmo, Kajanaland | 529,7 | 346 | >1 | Tom |

PERMANOVA (*adonis*)

Analysen av de olika faktorerna som kan påverka födoanvändningen syns nedan i tabellerna (tabell 1 och 2). I den första tabellen (tabell 2) är nästan alla individer medtagna. Bara datumet visade sig vara signifikant ($F = 0,038$, $df = 41$), dvs. skillnader i födovalet orsakades av att en del av individerna hade fångats under varmare månader av året (sen vår, sommaren och tidig höst). När de här individerna uteslöts ur datat (tabell 2) visade ingen av faktorerna en signifikant skillnad. I båda tabellerna syns att 'Art' är nära att vara signifikant olik (tabell 1 $F = 0,147$, tabell 2 $F = 0,115$).

| | Df | Kvadratsumman | Medelkvadrat | Modellens F-värde | Determinationskoefficient | p-värde |
|------------|----|---------------|--------------|-------------------|---------------------------|---------|
| Datum | 1 | 0,9193 | 0,91927 | 2,30728 | 0,05535 | 0,038 * |
| Art | 1 | 0,6586 | 0,65863 | 1,65310 | 0,03965 | 0,147 |
| År | 1 | 0,1301 | 0,13014 | 0,32664 | 0,00784 | 0,921 |
| Ålder | 1 | 0,1864 | 0,18637 | 0,46778 | 0,01122 | 0,820 |
| Hälsa | 1 | 0,5355 | 0,53555 | 1,34418 | 0,03224 | 0,210 |
| Kön | 1 | 0,2345 | 0,23450 | 0,58857 | 0,01412 | 0,719 |
| Residualer | 35 | 13,9447 | 0,39842 | | 0,83958 | |
| Sammanlagt | 41 | 16,6091 | | | 1,00000 | |

Tabell 2: PERMANOVA resultat över alla individer.

| | Df | Kvadratsumman | Medelkvadrat | Modellens F-värde | Determinationskoefficient | p-värde |
|------------|----|---------------|--------------|-------------------|---------------------------|---------|
| Datum | 1 | 0,3612 | 0,36122 | 0,89861 | 0,02781 | 0,487 |
| Art | 1 | 0,6722 | 0,67216 | 1,67216 | 0,05176 | 0,115 |
| År | 1 | 0,3391 | 0,33911 | 0,84362 | 0,02611 | 0,573 |
| Ålder | 1 | 0,5203 | 0,52034 | 1,29447 | 0,04007 | 0,263 |
| Hälsa | 1 | 0,3825 | 0,38248 | 0,95150 | 0,02945 | 0,508 |
| Kön | 1 | 0,2607 | 0,26074 | 0,64865 | 0,02008 | 0,707 |
| Residualer | 35 | 10,4513 | 0,40197 | | 0,80473 | |
| Sammanlagt | 41 | 12,9874 | | | 1,00000 | |

Tabell 3: PERMANOVA resultat, utan individer med avvikande datum eller ofullständig datuminformation.

Signifikanskoder:

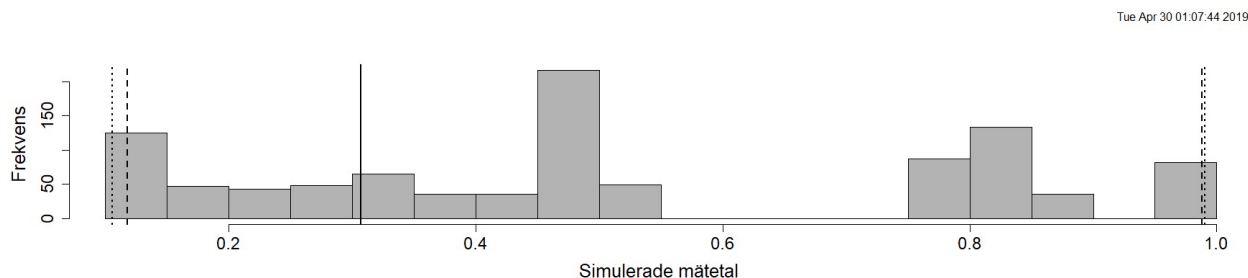
Nischindex

Levins- och Piankas-indexets resultat syns i tabell 4. I Levins-indexet syns nischbredderna och illern verkar ha en betydligt bredare nisch än minken. Piankas-index är högre för illern, vilket tyder på att den delar fler födoobjekt med minken än vad minken delar med illern (Périquet m. fl. 2015).

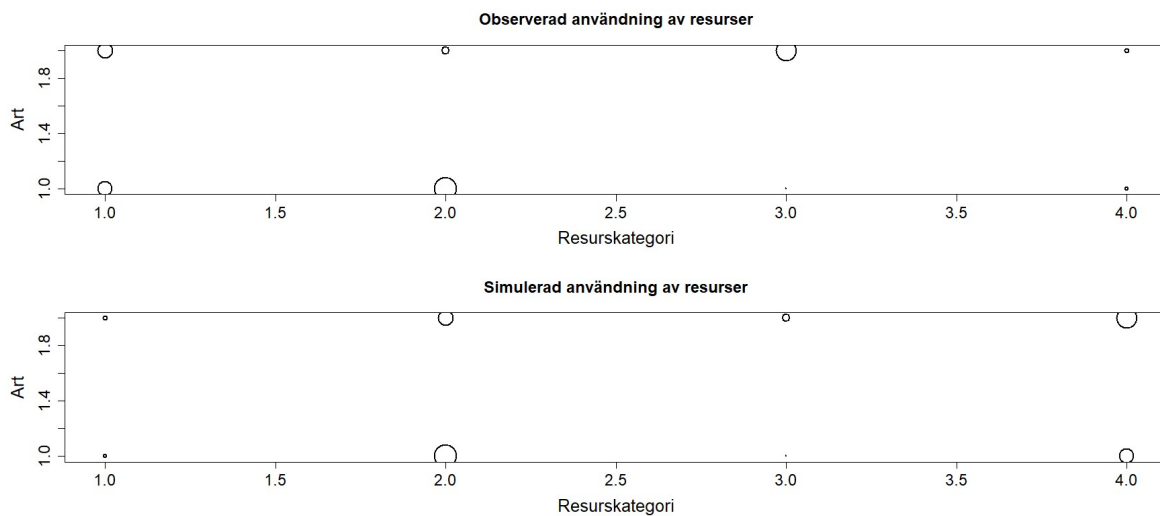
| Index: | Iller | Mink | Båda |
|---------------|--------|--------|--------|
| Levins index | 7,4903 | 2,4830 | -- |
| Piankas index | 0,2369 | 0,1568 | 0,7124 |

Tabell 4: Resultat för Levins- och Piankas-index.

För simulationerna användes bara de individer, vars bytesdatum inföll under perioden 24.9.– 11.3., samt hade någon magsäcks- eller tarminnehåll. Inalles användes alltså 16 illrar och 19 minkar i analysen med EcoSimR. På figurerna 2 och 3 syns det uträknade resultatet, samt simuleringen med modellen RA3. Medeltalet för det simulerade datat blev 0,78766, variansen för dem 0,01005, samt 95 % -konfidensintervallen (2-tail) är mellan 0,6316 och 0,94992. Av de simulerade värdena var 36 % mindre än det observerade värdet, medan 72,5% var större. Hela 8,5 % av de simulerade värden fick samma värde som det observerade värdet (jämför med Gotelli och Ellison 2013).



Figur 2: Histogram över de simulerade resultaten. På X-axeln är värden för de simulerade värden och på Y-axeln frekvensen för hur ofta de förekommer i det simulerade datat. Den lodräta linjen visar det uträknade värdet för Piankas index i mink- och illerdatat (0,307). De streckade lodräta linjerna visar nedre och övre gränserna för 95 % -konfidensintervallen (både 1-tail och 2-tail).



Figur 3: Illustration över användningen av de olika resurserna mellan mink och iller. På Y-axeln art: 1=iller, 2=mink. På X-axeln resurskategorier: 1=Fisk, 2=Groddjur, 3=Däggdjur, 4=Annat. Decimaltalen representerar inget i den här illustrationen. Den övre delen (Observerad användning av resurser) visar den verkliga fördelningen i mink- och illerdatat, medan den nedre (Simulerad användning av resurser) visar en av de simulerade resultaten.

Diskussion

Matematiska analyser

I forskningen analyserades mag- och tarminnehåll hos 24 minkar och 32 illrar från Östra Finland. Innehållen bestod av främst fisk- och smådäggdjursrester. Därtill fanns en del groddjur, speciellt i illrarnas föda, samt några enstaka byten av fåglar, skogsödlor och större insekter. Vissa individer verkade ha ätit någon typ av föda som människan lagt ut, t.ex. avfall eller lockbeten. Alla födoobjekt försöktes kännas igen så noggrant som möjligt, men i de slutliga analyserna måste objekten sammansättas i bredare kategorier.

Det uträknade Levins-indexet visar kuriöst nog att illern har ett bredare födospektrum än minken (iller 7,49; mink 2,48). Det här stöds av Piankas-index, där illern delar mer av sitt bytesurval med minken än vad minken delar med illern (iller 0,24; mink 0,16). Det här låter något konflikterande med tanke på vad man normalt tänker sig av illerns och minkens födoval (Lodé 1997), men så å andra sidan kan det hända att i finska förhållanden måste illern vara mycket mer plastisk i sin val av föda (Weber 1989a, Brzeziński m.fl. 2010). Minken är eventuellt i Finland en mer utpräglad semi-akvatisk art, som håller sig till stränder (Brzeziński m.fl. 2010). Det är tänkbart att de då främst äter fisk, groddjur och sork som de stöter på, men de strövar inte omkring i omgivningen efter andra näringsämnen (Gerell 1972). Tyvärr finns det en hel del påverkande faktorer (se nedan), vilket kräver en mer kritisk analys av de här indexen och deras slutresultat.

PERMANOVA variansanalysen visade till en början att det fanns en skillnad mellan individers födoval beroende på deras fångstdatum. Det här var förväntat, i.o.m. att en stor del av de fångade individerna fångats under vintern och en mindre andel under de varma månaderna i året. Under de varma månaderna finns en hel del födoobjekt tillgängliga, så som insekter, reptiler samt fågelägg, som inte är det under vintern (Bonesi m.fl. 2004, Sidorovich m.fl. 2010). För att utesluta variation som orsakas av årstiderna i analyserna rensades de individer som fångats under de varma månaderna. När PERMANOVA utfördes på de kvarvarande individerna visade de inga signifikanta skillnader. Intressant nog fanns det i båda analyserna en nära signifikant skillnad mellan arterna ($F = 0,147$ och $F = 0,115$). Det här antyder att det skulle kunna finnas en skillnad i vilka födoämnen de

två arterna använder, men det är svårt att säga om det här är en verklig skillnad eller en artefakt av att sampelstorleken i den här forskningen var rätt liten.

Tilliten på Piankas-index räknades ut med hjälp av programpaketet EcoSimR i programmet R för 35 individer som hade någon mag- eller tarminnehåll. Det här indexet jämfördes därefter med 1 000 simulationer som slumpmässigt skapats med hjälp av ursprungsdatat. Mink- och illerdatats index föll rätt mitt i de simulerade, långt ifrån båda 95%-konfidensintervallarna (Gotelli och Ellis 2013). Det här betyder att Piankas-index för arterna inte skiljer sig signifikant från slumpmässigt uppkomna nischer, så hela talet kan förkastas. Vedertagna motsättningar har lyfts mot användningen av frekvens av förekomst i data över födoanvändning (Klare m.fl. 2011). Forskarna i Klare m.fl. (2011) visar att den bästa metoden är att använda korrektionsfaktorer som fås genom utfodringsexperiment på djuren. Några snabba test gjordes också genom att använda korrektionsfaktorer (Brzeziński och Marzec 2003) på torrvikten av respektive födokategori och art. Piankas-index ändrades något, men slutresultatet att nischerna inte skiljer sig signifikant från en slumpmässigt uppkommen nisch hölls fortfarande i simulationerna.

PERMANOVA-analysen antyder en skillnad i arternas födoanvändning, något som också visas i Levins- och Piankas-index. Då man jämför Piankas-index med nollmodellen i EcoSimR kan den inte skilja den från en slumpmässigt uppkommen data. De två största problemen med det undersökta materialet härrör sig till sampelstorleken och dess heterogenitet. De öppnade individerna utgjorde ett rätt litet sampel, sammanlagt bara 56 individer av två arter, medan vanligen har sampelstorleken i forskningar varit minst 50 individer per art (Akande 1972, Day och Linn 1972, Tolonen 1982, Hammershøj m.fl. 2004, Sutor m.fl. 2010) eller alternativt över 50 enskilda sampel av avföring (Bonesi m.fl. 2004, Zalewski 2007, Sidorovich m.fl. 2010). En liten sampelstorlek leder till att ovanliga fall får en större tyngd i analyserna, vilket kan förvränga resultaten. Små sampel kan ge falska positiva utfall eller leda till att en svagare positiv signal försvinner (Steel och Torrie 1981, Button m.fl. 2013). Det är alltså möjligt att en skillnad mellan de två arterna i det här fallet inte fullt syns i och med att antalet undersökta individer var så lågt.

Då man vill undersöka något försöker man eliminera alla andra faktorer som kan påverka studien och koncentrera (Steel och Torrie 1981). I den här studien var materialet delvis rätt sammanfallande, men delvis också väldigt heterogent. Både illrarna och minkarna var rätt jämnt delade när det gäller ålder och kön (se Resultat, tabell XX). En stor del av minkarna blev inte könsbestämda (n=7), men deras mått infaller på de honliga minkarnas mått (bild YXY). Måtten och

avsaknaden av penisben leder till att anta att de var också honor. I samband med PERMANOVA-variansanalysen gjordes ett hälsoindex (per Schulte-Hostedde m.fl. 2001 och Schulte-Hostedde och Elsasser 2011) åt djuren, men även där visade sig alla individer av båda arterna vara i ungefär lika god hälsa. Arterna var olika stora, både till tyngd och längd, vilket var förväntat. Minken är i medeltal större än illern (Siivonen och Sulkava 1994), och de undersökta illrarna hade dessutom hunnit torka ut i tidigare undersökningar (Lodenius m.fl. 2014). Ofta kan en storleksskillnad mellan djuren betyda att de har resurspartitionering och att de på så vis undviker tävlan (Hardin 1970, McDonald 2002, Zalewski 2007). Om storleksskillnaden skulle påverka i den här undersökningen, så borde det förstärka skillnaderna i födoval och leda till att skillnaden med större sannolikhet syns i analyserna. PERMANOVA-variansanalysen tyder på att en skillnad i dieten finns och det kunde bero på skillnad i storlek, men som helhet stöder analyserna inte nischpartitionering mellan arterna. Därtill är födoobjekten till en stor del rätt små, t.ex. smågnagare eller grodor, så de torde inte orsaka problem för någondera art att fånga dem (Zalewski 2007).

Ett allvarligare problem med de undersökta individerna är att de härstammar från olika geografiska lokaler och att de har fångats under olika år. Minkarna hade nästan uteslutande fångats under vintertid år 2008, medan de undersökta illrarna under vintertid 2006-2008. Vintervädret kan vara varierande och speciellt snödjupet påverkar rovdjurens födotillgång (Willebrand m.fl. 2017). Meteorologiska institutet har en databas där man kan jämföra de olika åren sinsemellan. Vintern 2006-2007 och vintern 2007-2008 var varma, medan 2008-2009 var en normalare vinter. Snötäcket kom vintrarna 2006-2008 sent, ordentligt först i januari, och det rörde sig om rätt grunda snödjup. Vintern 2008-2009 kom snötäcket också ganska sent, först i december, men därefter var det något djupare än de föregående åren. Som helhet verkar de perioder som undersökts ha haft rätt liknande vinterväder. Då djuren har fångats har snön i de flesta fall inte ännu kommit eller så hade det hunnit smälta under fångstperioden.

Olika år erbjuder också olika möjligheter att ta vissa byten. I Finland uppvisar t.ex. smågnagarbestånden enorm variation från år till år, populationerna har synkroniserade cykliska uppgångar och nedgångar samtidigt över stora områden (s.k. sorkcykel, Hansen m.fl. 1999). Predatorerna utnyttjar givetvis mer smågnagare när populationerna ökar och når toppen under sorkcykeln (Sundell m.fl. 2013). Både mink och iller använder sorkar och näbbmöss som föda (Linn och Day 1972, Lodé 1993, Ryšavá-Nováková och Koubek 2009), och det är troligt att smådjurens andel i födan ökar under toppfaserna av sorkcykeln (Lodé 1994, Lodé 2000). Information om sorkcykelns utveckling under de vidkommande åren finns i

Skogsforskningsinstitutets (Metla, fin. Metsäntutkimuslaitos, nuv. Luonnonvarakeskus, Luke) pressmeddelanden (Huitu och Henttonen 2006-2008). Under sommaren 2006 kraschade smågnagarpopulationerna i hela landet och de höll sig låga under hösten på undersökningsområdet. Sommaren 2007 var populationerna fortfarande låga, men under hösten 2007 började de växa kraftigt. Under november 2007 var åtminstone skogssorkpopulationen i det undersökta området rätt hög. Sorkcykeln kulminerade egentligen hösten 2008 med rekordhöga sorkdensiteter söder om Karleby-Kajanland gränsen.

Födoval hos mink och iller

Sampelstorleken i den här undersökningen är inte värst stor, men en viss trend kan urskiljas i användningen av smågnagare. I åtta av 24 minkar fanns antingen sork- eller näbbmusrester, medan majoriteten av illrarna har ätit något annat. Andelen smådjur i jämförelse med fisk i de undersökta minkarnas föda är på en förväntad nivå, ca hälften, även om den är något högre än i de flesta undersökningarna (Linn och Day 1972, Tolonen 1982, Lodé 1993, men jmf. Hammershøj m.fl. 2004). Minkarna hade fångats under en exceptionellt bra fas i sorkcykeln och det är troligt att de som opportunisterna gärna tagit smågnagare vid sidan om annat (Akande 1972, Hammershøj m.fl. 2004, Ryšavá-Nováková och Koubek 2009). Minkarna rör sig inte värst långt från vattendrag, utan de håller sig till dem året runt (Lodé 1993, Brzeziński m.fl. 2010) och deras huvudföda speciellt under vintertid verkar därför vara fisk och groddjur (Tolonen 1982, Lodé 1993, Hammershøj m.fl. 2004, Sidorovich m.fl. 2010). Minkarna i den här undersökningen hade fångats vintertid nära vattendrag under en bra sorkfas och deras födoval verkar reflektera det här.

Illrarna anses vara specialiserade på att predera smådäggdjur och grodor (Lodé 1997). Nästan ingen iller i den här forskningen hade rester av smådäggdjur i sig, vilket antagligen förklaras med att de hade fångats mestadels antingen under perioden med väldigt låga populationsstorlekar hos smådäggdjur eller under tillväxtperioden (Huitu och Henttonen 2006-2008). De få illrar som hade sork- eller näbbmusrester i sig hade fångats under året 2008 (se tabell XX). Av illrar som inte hade magsäcks- eller tarminnehåll hade majoriteten fångats under åren 2006-2007, då smådjurbestånden var låga. Illrarnas användning av grodor, fiskar och en del andra bytesdjur kan reflektera ett byte till alternativa resurser under perioder med väldigt få smågnagare (Lodé 1994, Ryšavá-Nováková och Koubek 2009).

Fiskarna i illerdatat är speciellt intressant, då hela 9 av de några tiotal illrar som fångats hade i sig någon typ av fisk, emedan i andra undersökningar har andelen fisk varit väldigt liten i illrarnas föda (Lodé 1993, Prigioni och DeMarinis 1995, Lodé 1997, Baghli m.fl. 2005, Ryšavá-Nováková och Koubek 2009). Illern rör sig gärna nära vattendrag, så som sjöar, små floder, diken och kärr (Lodé 1994, Baghli m.fl. 2005, Brzeziński m.fl. 2010). Vid vattendragen söker illern främst groddjur som föda (Lodé 1994, Brzeziński m.fl. 2010) och därifrån tar den också antagligen fisk. Det är möjligt att de under de sorkfattiga åren 2006-2007 tog fisk i brist på smådjur eller att de har tagit fisk som människor lämnat efter sig. Illrar tar gärna döda djurrester, vare sig de uppkommit naturligt eller genom mänsklig inflytande (Weber 1989a, Ryšavá-Nováková och Koubek 2009).

En annan möjlighet är att det finns problem med fångstsättet av illrar. Illrarna i den här undersökningen var tagna som bifångst i minkfällor och det är möjligt att de här fällorna till största delen var lagda nära vattendrag. Tyvärr saknas största delen av informationen om fångsten, förutom för de illerindivider som tagits nära Tohmajärvi (se tabell XX). De här individerna var nästan alla tagna med fällor som satts ut nära olika vattendrag, främst floder eller bäckar (Kolehmainen, pers. komm.). Tidigare forskning pekar på att illrar byter habitat då de söker andra typer av föda. Områden nära vattendrag används då de letar efter grodor (se mer nedan), medan smådäggdjur togs mer i skogshabitat, ängar eller nära mänsklig bebyggelse (Lodé 1994). Det är alltså möjligt att groddjursrester, fisk eller fiskrester hittas med större sannolikhet som bytesdjur från illrar som fångats nära vattendrag.

Groddjur hade konsumerats av åtta illrar under de kalla månaderna. Illrarna är kända för att använda sig av groddjur som föda i mellersta Europa (Lodé 1997), men det här sker främst under de varma månaderna och alldeles speciellt under grodornas parningstid på våren (Lodé 1994, Lodé 2000). I ett fåtal undersökningar har det visat sig att i kallare områden, så som alperna (Weber 1989b), Tjeckien (Ryšavá-Nováková och Koubek 2009) och Danmark (Hammershøj m.fl. 2004), är groddjur viktig föda även vintertid. I Schweiz söker sig illrarna, som lever på höga altituder, under vintertid till mänsklig bebyggelse för att hitta varma övernattningsplatser. Groddjur är dock så viktig föda under vintertid, att illrarna ändå vandrar långa sträckor till skogarna, där de hittar grodor (Weber 1989a). I Finland lever illrarna på sin nordligaste gräns (Siivonen och Sulkava 1994). Det är möjligt att groddjur utgör även här en mycket viktig del av deras vinterföda och den här forskningen är kanske den första i Finland att antyda ett sådant samband.

Sammanfattning och framtida utsikter

I den här studien tyder nischindexen och PERMANOVA-analyserna på att minken och illern inte tävlar med varandra i Östra Finland. Sampelstorleken i undersökningen är dock så liten och det undersökta materialet är så heterogent, att tillförlitligheten på resultatet är rätt liten. På många håll i Europa lever minken och illern tillsammans utan att de verkar nämnvärt tävla om resurser. Illern är på många håll en smådäggdjurs- och groddjursspecialist (Lodé 1997), medan minken tar mer akvatiska byten så som fisk (Gerell 1972). Båda arterna är dock väldigt plastiska i sitt bytesval och kan vid behov ta andra mer tillgängliga byten (Prigioni och DeMarinis 1995). Arterna kan också undvika tävlan om föda med varandra på andra sätt, så som genom att använda olika habitat (Lodé 1993, Sidorovich m.fl. 1996) eller genom att vara aktiva under olika tider av dygnet (Brzeziński m.fl. 2010).

En mer intensiv kartläggning över mårddjurens födo- och habitatval behövs, för att uppnå bättre förståelse över illerns situation i Finland och minkens roll i ekosystemen där iller ännu lever. Genom att förse individer med telemetriska mätverktyg, så som radiohalsband, får man information om djurens användning av det omgivande habitatet (Yamaguchi m.fl. 2003, Brzeziński m.fl. 2010). Tillsammans med olika typer av matrestanalyser (avföring eller mag- och tarminnehåll) kan man få en bra bild över båda arternas beteende och roller i ekosystemen (Lodé 1993, Sidorovich m.fl. 2010). En ordentlig matrestanalys kan vara en mödosam och tidskrävande process (Hammershøj m.fl. 2004), så en del nyare metoder kunde kanske tas till hjälp. Genom att t.ex. analysera stabila isotoper från djurens hår kan man få information om dess trofinivå utan att skada själva djuret (Codron m.fl. 2018, L'Hérault m. fl. 2018).

Minkens beteende och val av bytesdjurs är annorstädes rätt väl utforskad (Bonesi och Palazon 2007, Haan och Halbrook 2014), så man kan ana sig till att de också i Finland följer samma mönster. De lever antagligen främst längs med vattendrag och använder sig mångsidigt av främst fisk och smågnagare, samt i något mindre mängder groddjur och fåglar (Tolonen 1982). Minken är rätt noggrant utforskad i den finska skärgården (Salo m.fl. 2009, Salo m.fl. 2010), men deras egentliga betydelse ekosystemen på fastlandet i Finland är ändå vagt känt. En välplanerad forskning kunde utreda dels minkens roll i att kontrollera populationerna av dess bytesdjur, men också utforska minkens roll som ett bytesdjur själv (Bonesi och Palazon 2007).

I gamla källor (Mela och Kivirikko 1909, Siivonen och Sulkava 1994) från Finland nämns att illern kommer ofta in i mänsklig bebyggelse, något som Weber (1989a) också påvisade vara viktigt speciellt under vintertid i Schweiz. Weber (1989a) kunde visa i sin forskning att illrarna i de kalla bergstrakterna sökte varma sovplatser och att byggnader antagligen var av avgörande roll för deras överlevnad i området. I Frankrike har Lodé (1994) visat att illrar gärna söker sig till ängar eller betesmarker för att jaga smågnagare. Utvecklingen av lantbruket i Finland har lett till att ängar och betesmarker har kraftigt minskat (Kontula och Raunio 2018), samt till en minskning i antalet lantgårdar. För skyddet av illern skulle vara viktigt att veta om de är i Finland kraftigt beroende av lantbruksmiljöer och om de också byter område beroende på bytesdjur. Eventuellt kunde illerns läge förbättras med hjälp av mer betesmarker (Lodé 1994), mer täckta och av växtlighet skyddade övernattningsplatser (Weber 1989a), samt ifall illern tar bytesdjur vid lantgårdar, åtgärder som hindrar dem bli förgiftade av bytet (McDonald m. fl. 1998, Shore m.fl. 2003).

Kunskap om illrarnas användning av vattendrag, speciellt under vintern då födosituationen är digrast, kan ge insikter i var möjliga konflikter eller tävlingssituationer med mink uppstår (Sidorovich 2010). Så vitt jag vet har ingen heller studerat hur de kraftiga sorkcyklerna påverkar illerns överlevnad här i norr. Man kunde tänka sig att de lägsta faserna begränsar illrarnas framgång, ifall de är lika beroende av smågnagare som i övriga Europa. Illrarna är ändå mångsidiga i sin födoanvändning, så kanske de kan uthärda de brådaste tiderna igenom med hjälp av andra bytesdjur, så som groddjur (Lodé 2000). Klimatförändringen förutspås höja temperaturer i Finland (Allen m.fl. 2018), speciellt under vinterhalvåret (Mikkonen m. fl. 2015), vilket faktiskt kan vara till hjälp åt illern (Weber 1989a). Utrotning av den invasiva minken och en mer diversifierad odlingskultur tillsammans med klimatets uppvärmning kan faktiskt hjälpa illern att återhämta sig i Finland (Kauhala 1996).

Stort tack Paavo Hellstedt, som fungerade som min handledare och guide i ämnet. Alla medarbetare och personalen på Lampis biologiska station förtjänar all pris och ära på jorden, för utan dem hade jag varit illa ute på stationen. Jag har varit lycklig att få två stödande stipendier till det här arbetet: ett från LBAYS (Lammin Biologisen Aseman Ympäristötutkimuksen Säätiö) och ett från Svenska Naturvetarklubben r.f. Utan dem skulle jag inte ha kunnat genomföra undersökningarna, så jag är tacksam för stöden! Ett tack till mina pro graduhandledare på svenska avdelningen för alla tips och uppmaningar! Till slut ett enormt tack till alla som hjälpt mig på många olika sätt, gett stöd och väntat tålmodigt på att arbetet blir färdigt. *Sapere aude!*

Referenser

Akande, M. 1972. The food of feral mink (*Mustela vison*) in Scotland. *J. Zool., Lond.* 167:475-479.

Allen, M.R., O.P. Dube, W. Solecki, F. Aragón-Durand, W. Cramer, S. Humphreys, M. Kainuma, J. Kala, N. Mahowald, Y. Mulugetta, R. Perez, M. Wairiu, and K. Zickfeld, 2018: Framing and Context. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. In Press.

Anderson, M. J., 2001a. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32–46.

Anderson, M. J., 2001b. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 626–639

Aristoteles, *History of Animals: In Ten Books*. Bok 9, kap. II. Övers. Crosswell, R. Publ. George Bell and Sons 1897, London.

Armstrong, R. A., McGehee, R. 1980. Competitive Exclusion. *The American Naturalist* 115:151-170.

Baghli, A., Walzberg, C., Verhagen, R. 2005. Habitat use by the European polecat *Mustela putorius* at low density in a fragmented landscape. - *Wildl. Biol.* 11: 331-339.

Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. 2005. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell, Malden MA.

Bonesi, L., Chanin, P., Macdonald, D. W. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* 106: 19-26.

Bonesi, L., Palazon, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134: 470-483.

Brzeziński, M., Marzec, M. 2003. Correction factors used for estimating prey biomass in the diet of American mink *Mustela vison*. *Acta Theriologica* 48(2): 247–254.

Brzeziński, M., Marzec, M., Zmihorski, M. 2010. Spatial distribution, activity, habitat selection of American mink (*Neovison vison*) and polecats (*Mustela putorius*) inhabiting the vicinity of eutrophic lakes in NE Poland. *Folia Zool.* 59(3):183-191.

Button, K. S., Ioannidis, J. P. A., Mokrysz, C., Nosek, B. A., Flint, J., Robinson, E. S. J., Munafò, M. R. 2013. Power failure: why small sample size undermines the reliability of neuroscience. *Nature Reviews Neuroscience* 14: 1-12.

Chave, J. 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7(3): 241-253.

Codron, J., Lavanant, N., Wigley-Coetsee, C., Codron, D. Carnivore stable carbon isotope niches reflect predator–prey size relationships in African savannas. *Integrative Zoology* 13: 166–179.

Connor, E. F., Simberloff, D. 1979. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? *Ecology* 60(6): 1132-1140.

Darwin, C. R. and A. R. Wallace. 1858. On the tendency of species to form varieties; and on the perpetuation of varieties and species by natural means of selection. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society of London. Zoology* 3: 45-50.

Day, M. G., Linn, I. 1972. Notes on the food of feral mink *Mustela vison* in England and Wales. *J. Zool., Lond.* 167:463-473.

Dayan, T., Simberloff, D. 1994. Character Displacement, Sexual Dimorphism, and Morphological Variation among British and Irish Mustelids. *Ecology* 75(4):1063-1073.

De Marinis, A. M., Nikoloy, H., Petroy I., Gerasimoy, S., Pandolfi, M. 1996. Geographic variation in the skull of polecat *Mustela putorius*. *Proceedings of the 1 European Congress of Mammalogy, Museu Bocage, Lisboa*, 1996: 287-297.

Elder, W. H. 1951. The Baculum as an Age Criterion in Mink. *Journal of Mammalogy* 32:43-50.

Gause, G. F. 1932. Experimental studies on the struggle for existence. I. Mixed population of two species of yeast. *J. Exp. Biol.* 9: 389-402.

Gerell, R. 1972. Mink – en artmonografi. Bonniers boktryckeri, Stockholm.

Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81:2606-2621.

Gotelli, N. J., Ellison, A. M. 2013. EcoSimR Niche Overlap Tutorial (Version 1.0). Hämtad 30.4.2019 från: <http://www.uvm.edu/~ngotelli/EcoSim/Niche%20Overlap%20Tutorial.html>

Gotelli, N. J., Hart, E. M., Ellison, A. M. 2015. Niche Overlap. EcoSimR: Null Model Analysis for Ecological Data (<https://CRAN.R-project.org/package=EcoSimR>)

Grue, H. E., Carolyn M. King, C. M. 1984. Evaluation of age criteria in New Zealand stoats (*Mustela erminea*) of known age. *New Zealand Journal of Zoology* 11(4): 437-443.

Haan, D. M., Halbrook, R. S. 2014. Resting-Site Selection of American Minks in East-Central New York. *Northeastern Naturalist* 21(3): 357-368.

Hammershøj, M., Thomsen, E. A., Madsen, A. B. 2004. Diet of free-ranging American mink and European polecat in Denmark. *Acta Theriologica* 49: 337-347.

Hansen, T. F., Stenseth, S. C., Henttonen, H. 1999. Multiannual vole cycles and population regulation during long winters: An analysis of seasonal density dependence. *American Naturalist* 154(2): 129-139.

Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H., Ranta E. 1998. "Lajienväliset vuorovaikutussuhteet", s. 388-398 i boken *Ekologia*, 1:a upplagan. WSOY, Juva.

Hardin, G. 1960. The Competitive Exclusion Principle. *Science* 131:1292-1297.

Heptner, V. G., Naumov, N. P., Yurgenson, P. B., Sludskii, A. A., Chirkova, A. F., Bannikov, A. G. 1967. „Carnivores“ i Mammals of the Soviet Union volume II part 1b (ed. Heptner & Naumov). Originellt publ. Vysshaya Shkola Publishers, Moskva 1967. Översättning publ. Smithsonian Institution Libraries och The National Science Foundation, Washington D.C. 2001.

Hubbell, S. P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology* 19: 166-172.

Huitu, O., Henttonen, H. 2006-2008. Pressmeddelanden på Metla. Återhämtade 7.5.2019.

Myyräkannat ovat romahtaneet: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2006/2006-06-08-myyrat.htm>

Myyräkannat runsastumassa pohjoisessa: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2006/2006-11-10-myyrat.htm>

Eteläisessä Suomessa vielä niukasti myyriä: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2007/2007-06-07-myyra.htm>

Myyräkannat vahvassa nousussa: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2007/2007-11-08-myyrat.htm>

Runsaat peltomyyräkannat lisäävät myyrätuhoriskiä: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2008/2008-06-05-myyrat.htm>

Ennätyksellinen myyrähuippu: <http://www.metla.fi/tiedotteet/2008/2008-10-13-myyrahuippu.htm>

Kauhala, K. 1996. Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildlife Biology*, 2(3) : 197-204.

Kidawa, D., Kowalczyk, R. 2011. The effects of sex, age, season and habitat on diet of the red fox *Vulpes vulpes* in northeastern Poland. *Acta Theriologica* 56:209-218.

Klare, U., Kamler, J. F., MacDonald, D. W. 2011. A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. *Mammal Rev.* 41(4): 294–312.

Kontula, T., Raunio, A. (ed.) 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet. Ympäristöministeriö. Hämtad 7.5.2019 via: <http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/161233>

Krebs, C. J. 1985. "Species Interactions: Competition", s. 235-272 i boken *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*, 3:e upplagan. Harper & Row, Publishers, New York.

Leach, K., Montgomery, W. I., Reid, N. 2015. Biogeography, macroecology and species' traits mediate competitive interactions in the order Lagomorpha. *Mammal Review* 45:88-102.

L'Hérault, V. L., Lecomte, N., Truchon, M.-H., Berteaux, D. 2018. Discrimination factors of carbon and nitrogen stable isotopes from diet to hair in captive large Arctic carnivores of conservation concern. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 32(20): 1773-1780.

Liukko, U-M., Henttonen, H., Hanski, I. K., Kauhala, K., Kojola, I., Kyheröinen, E-M. 'Nisäkkäät' i Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslen, A., Mannerkoski, I. (ed.) 2010. Suomen lajien uhanalaisuus 2010. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsingfors.

Lodé, T. 1993. Diet composition and habitat use of sympatric polecat and American mink in western France. *Acta Theriologica* 38 (2): 161 – 166.

Lodé, T. 1994. Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *J. Zool., Lond.* 234: 75-88.

Lodé, T. 1997. Trophic status and feeding habits of the European Polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mammal Rev.* 27(4): 177-184.

Lodé, T. 2000. Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecology* 25: 223–231.

Lodé, T. 2011. Habitat Selection and Mating Success in a Mustelid. *International Journal of Zoology* 2011: 1-6.

Luiselli, L. 2006. Resource partitioning and interspecific competition in snakes: the search for general geographical and guild patterns. *OIKOS* 114: 193-211.

MacArthur, R. H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology* 39: 599-619.

MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. New York: Harper and Row.

Maran, T., Henttonen, H. 1995. Why is the European mink (*Mustela lutreola*) disappearing? – A review of the process and hypotheses. *Annales Zoologici Fennici* 32: 47-54.

McDonald, R. A., Harris, S., Turnbull, G., Brown, P., Fletcher, M. 1998. Anticoagulant rodenticides in stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in England. *Environmental Pollution* 103: 17-23.

McDonald, R. A. 2002. Resource partitioning among British and Irish mustelids. *Journal of Animal Ecology* 71: 185-200.

Mela, A. J., Kivirikko, K. E. 1909 Suomen luurankoiset – Vertebrata Fennica. 2:a upplagan. Werner Söderströms AB, Borgå.

Meteorologiska institutet, Talvisään tilastoja. Återhämtad 7.5.2019:
<https://ilmatieteenlaitos.fi/talvitilastot>

Mikkonen, S., Laine, M., Mäkelä, H. M., Gregow, H., Tuomenvirta, H., Lahtinen, M., Laaksonen, A. 2015. Trends in the average temperature in Finland, 1847–2013. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 29(6): 1521-1529.

Miyagi, K., Shiraishi, S., Uchida, T. 1983. Age Determination in the Yellow Weasel, *Mustela sibirica coreana*. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University* 27:109-114.

Oksanen, J. 2012. Permutational Multivariate Analysis of Variance Using Distance Matrices. Hämtad 25.2.2019 från: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan/html/adonis.html>

Oksanen, J. 2015. Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. Hämtad 25.2.2019 från: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>

Périquet, S., Fritz, H., Revilla, E. 2015. The Lion King and the Hyaena Queen: large carnivore interactions and coexistence. *Biological Reviews* 90: 1197-1214.

Pianka, E. R. 1973. The Structure of Lizard Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53-74.

Prigioni, C., DeMarinis, A. M. Diet of the Polecat *Mustela putorius* L. in Riverine Habitats (Northern Italy). *Hystrix* 7(1-2): 69-72.

Rosindell, J., Hubbell, S. P., He, F., Harmon, L. J., Etienne, R. S. The case for ecological neutral theory. 2012. *Trends in Ecology and Evolution* 27(4): 203-208.

Ryšavá-Nováková, M., Koubek, P. 2009. Feeding habits of two sympatric mustelid species, European polecat *Mustela putorius* and stone marten *Martes foina*, in the Czech Republic. *Folia Zool.* 58(1): 66-75.

Salo, P., Toivola, M., Nordström, M., Korpimäki, E. 2010. Effects of home-range characteristics on the diet composition of female American mink in the Baltic Sea archipelago. *Annales Zoologici Fennici* 47:111-122.

Schulte-Hostedde, A. I., Millar, J. S., Hickling, G. J. 2001. Evaluating body condition in small mammals. *Can. J. Zool.* 79:1021–1029.

Schulte-Hostedde, A. I.; Elsasser, S. C. 2011. Spleen mass, body condition, and parasite load in male American mink (*Neovison vison*). *Journal of Mammalogy* 92(1):221–226.

Shore, R. F., Birks, J. D. S., Afsar, A., Wienburg, C. L., Kitchener, A. C. 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992–1999. *Environmental Pollution* 122: 183–193.

Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.

Sidorovich V. E. 1992. Comparative analysis of the diets of European mink (*Mustela lutreola*), American mink (*M. vison*), and polecat (*M. putorius*) in Byelorussia. *Small Carnivore Conservation* 6: 2–4.

Sidorovich, V. E., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W. 1996. Winter distribution and abundances of mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriologica* 41: 155-170.

Sidorovich, V., Kruuk, H., Macdonald, D. W. 1999. Body size and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology* 248:521–527.

Sidorovich, V., Polozov, A. G., Zalewski, A. 2010. Food niche variation of European and American mink during the American mink invasion in north-eastern Belarus. *Biol Invasions* 12 :2207–2217.

Siivonen, L. (ed.). 1972. Suomen nisäkkäät, osat I-II. Otava, Helsingfors.

Smith, E. P. 1982. Niche breadth, resource availability, and inference. *Ecology* 63(6): 1675-1681.

van Soest, R. W. M., van Bree, P. J. H. 1970. Sex and age composition of a Stoat population (*Mustela erminea* Linnaeus, 1758) from a coastal dune region of the Netherlands. *Beaufortia* 17:51-77.

Steel, R. G. D., Torrie, J. H. 1981. Principles and procedures of statistics: A biometrical approach. Second edition. 3:e upplagan, Toho Printing Co., Tokyo.

Sundell, J., O'Hara, R. B., Helle, P., Hellstedt, P., Henttonen, H., Pietiäinen, H. 2013. Numerical response of small mustelids to vole abundance: delayed or not? *OIKOS* 122(7): 1112-1120.

Sutor, A., Kauhala, K., Ansorge, H. 2010. Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* - a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica* 55(2):165-176.

Teerink B. J. 1991. Hair of West-European mammals. Atlas and identification key. Cambridge University Press, Cambridge.

Tolonen A. 1982. Villiminkin ravinnosta Koillis-Lapissa 1967–76. *Suomen Riista* 29: 61–65.

Violle, C., Nemergut, D. R., Zhichao, P., Lin, J. 2011. Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. *Ecology Letters* 14: 782–787.

Viranta, S., Kauhala, K. 2011. Increased carnivory in Finnish red fox females – adaptation to a new competitor? *Annales Zoologici Fennici* 48:17-28.

Ward, James 1797. Fight between a Lion and a Tiger 1797. Olja på kanvas. Fitzwilliam Museum - University of Cambridge, Stor-Britannien.

Warne, R. T., 2014. A Primer on Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) for Behavioral Scientists. *Practical Assessment, Research & Evaluation* 19:17.

Weber, D. 1989a. The ecological significance of resting sites and the seasonal habitat change in polecats (*Mustela putorius*). *J. Zool., Lond.* 217: 629-638.

Weber, D. 1989b. The diet of polecats (*Mustela putorius* L.) in Switzerland. *Z. Säugetierkunde* 54: 157-171.

Willebrand, T., Willebrand, S., Jahren, T., Marcstrom, V. 2017. Snow tracking reveals different foraging patterns of red foxes and pine martens. *Mammal Research* 62(4): 331-340.

Winemiller, K.O., Pianka, E.R. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs* 60: 27-55.

Zalewski, A. 2007. Does size dimorphism reduce competition between sexes? The diet of male and female pine martens at local and wider geographical scales. *Acta Theriologica* 52(3): 237-250.